

亚热带杉木 (*Cunninghamia lanceolata*) 人工林 生长与土壤养分对氮沉降的响应

樊后保^{1,2}, 刘文飞^{1,2,*}, 李燕燕¹, 廖迎春¹, 袁颖红¹, 徐 雷²

(1. 南昌工程学院生态与环境科学研究所, 南昌 330029 2. 福建农林大学林学院, 福州 350002)

摘要 :为探讨亚热带森林对氮沉降增加的响应,项目在杉木人工林中开展了野外模拟 N 沉降试验,分 N0 (对照)、N1、N2、N3 等 4 种处理,N 沉降量分别为 0、60、120、240 (kg N hm⁻² a⁻¹)。通过 3 a 的研究发现,中高氮处理 (N2、N3) 明显促进了杉木胸径的生长,而低氮处理 (N1) 则没有产生明显影响。氮沉降对树高生长也有明显的促进作用,但随着氮沉降水平的增加其影响有减弱趋势。通过各水平 N 处理后,杉木年平均蓄积增长量分别为 28.82、28.96、32.63 m³ hm⁻² 和 33.68 m³ hm⁻²,表明 N 沉降在一定程度上增加了林分蓄积量的积累,但处理之间的差异没有达到统计上的显著性水平。随着氮沉降水平的增加,NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量明显上升,而土壤 pH 值、有机质、速效 P、速效 K 和交换性 Ca、Mg 含量则呈下降趋势。杉木针叶养分状况对氮沉降的响应也比较敏感,N1、N2、N3 处理使针叶平均 N 含量分别增加 18.25%、11.68% 和 13.14%,但对 P、K、Ca、Mg 含量表现出一定的抑制作用。

关键词 :氮沉降,杉木人工林,林木生长,土壤化学,叶片养分

文章编号 :1000-0933 (2007)11-4630-13 中图分类号 :Q948 文献标识码 :A

Tree growth and soil nutrients in response to nitrogen deposition in a subtropical Chinese fir plantation

FAN Hou-Bao^{1,2}, LIU Wen-Fei^{1,2,*}, LI Yan-Yan¹, LIAO Ying-Chun¹, YUAN Ying-Hong¹, XU Lei²

1 Research Institute of Ecology & Environmental Sciences, Nanchang Institute of Technology, Nanchang 330029, China;

2 Forestry College, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China

Acta Ecologica Sinica 2007 27 (11) 4630 ~ 4642.

Abstract : To investigate the response of subtropical forests to increased nitrogen deposition a field experiment was conducted in Chinese fir plantation involving four N treatments designated as N0 (control), N1, N2 and N3 at the doses of 0, 60, 120 and 240 kg N hm⁻² a⁻¹, respectively. Based on three years of manipulation, medium to high N loads (N2, N3) increased average annual increment of diameter at breast height (DBH), but low N (N1) produced no significant effects. Nitrogen deposition also had a positive effect on tree height, but the increment magnitude decreased with the increasing N additions. The stand volume, calculated from binary tree volume equation, responded positively to N treatments, with a minor gain in N1, an annual gain of 3.81 m³ hm⁻² stemwood in N2 and 4.86 m³ hm⁻² stemwood in excess of the control (N0) in N3, although no significant difference statistically existing between treatments. The soil NH₄⁺-N and NO₃⁻-N increased, but pH values and the contents of organic matter, available P and K, exchangeable Ca and Mg

基金项目 :国家自然科学基金资助项目 (30370259, 30771714); 福建省自然科学基金重点资助项目 (B0320001)

收稿日期 :2007-03-23; 修订日期 :2007-09-17

作者简介 :樊后保 (1965 ~), 男, 江西修水人, 博士, 教授, 主要从事森林生态系统养分循环和生产力研究. E-mail : hbfan@nit.edu.cn

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail : liuwf729@126.com

Foundation item : The project was financially supported by National Natural Science Foundation of China (No. 30370259; 30771714) and Key Project of Natural Science Foundation of Fujian Province (No. B0320001)

Received date 2007-03-23; **Accepted date** 2007-09-17

Biography : FAN Hou-Bao, Ph. D., Professor, mainly engaged in nutrient cycling and productivity of forest ecosystems. E-mail : hbfan@nit.edu.cn

decreased with the increasing N additions. Nutrient status of the needles exhibited similar sensitivity to N treatments ,N1 , N2 and N3 increased N concentrations in the leaves by 18.25% ,11.68% and 13.14% ,respectively ,but reduced to some extents the contents of P ,K ,Ca and Mg.

Key Words : nitrogen deposition ; Chinese fir plantation ; tree growth ; soil chemistry ; foliar nutrients

随着全球经济的高速发展及人口增长、化石燃料消费的增加 ,大气氮沉降成比例增加。森林生态系统的碳储存和碳循环正在受到全球氮沉降的深刻影响 ,因为氮沉降改变了陆地生态系统的生产力和生物量积累。在叶片和林分水平上的模拟沉降试验表明 ,氮沉降增加了光合作用 ,促进了地上部分的生产^[1]。模拟显示 ,这些变化的结果使得初级生产增加 ,从而增加了陆地植被的 C 储存^[2]。有效氮的增加大大促进了生产力和生物量的积累 ,至少在短时期如此^[3]。其后果是 ,氮素变化改变了全球 C 循环 ,影响了大气 CO₂ 的增加速率以及生态系统对这种增加的响应。Holland 等^[4]的预测显示 ,氮沉降在全球范围内每年可增加 $1.4 \times 10^3 \sim 2 \times 10^3$ Mg C 吸存量。

然而 ,关于氮沉降能否增加森林生态系统的碳储存 ,在科学界还存在激烈的争论。按照合理的推测 ,在氮素受限的生态系统中 ,从大气沉降中增加的有效氮供应可能会导致生物量生产的增加 ,其结果是增加了额外的碳固定量^[5]。欧洲自 20 世纪 80 年代末开始实施 NITREX (NITRogen saturation EXperiments ,氮饱和试验)项目 ,其研究结果显示 ,大气氮沉降的增加对森林生态系统的结构和功能构成了严重的威胁 ,它改变了树木的生理状态 ,导致土壤酸化、系统养分平衡失调 ,改变了种间竞争动态 ,增加了土壤氮的矿质化作用和集水区氮素的输出 ,削弱了树木对环境胁迫的抗性^[6~11]。随着工农业的发展 ,热带、亚热带地区氮沉降率在过去几十年呈不断上升趋势 ,我国也同样面临高氮沉降的问题 ,但有关这方面的研究尚处在起步阶段^[12,13]。杉木 (*Cunninghamia lanceolata*) 是我国南方重要的用材树种之一 ,自然分布和人工栽培都很广 ,是中国亚热带的典型森林生态系统。本文通过野外模拟 N 沉降试验 ,研究了氮沉降对亚热带人工林生长和土壤养分的影响 ,以期为我国乃至亚热带地区进一步开展氮沉降研究打下基础 ,为杉木林的可持续经营提供理论指导。

1 材料和方法

1.1 试验地概况与样地设置

试验地设在福建三明沙县官庄国有林场 ,位于东经 117°43'29" ,北纬 26°30'47"。属中亚热带季风气候 ,四季气温温暖适中 ,日照充足 ,年平均气温 18.8 ~ 19.6℃ ,年平均降水量 1606 ~ 1650mm ,无霜期 271d。实验林设置在该林场的白溪工区 21 大班 8 小班南坡上 ,平均海拔 200 m 左右 ,土壤为山地红壤。试验林为 1992 年营造的杉木人工林 ,面积为 6 hm²。林下植被稀疏 ,以五节芒 (*Miscanthus floridulus*)、芒萁 (*Dicranopteris olichotoma*)、蕨类 (*Pteridium aquilinum* var. *latiusculum*) 等为主 ,盖度在 3% ~ 5% 之间。选择立地和林分条件相似的杉木人工林建立 12 块固定试验样地 ,样地面积均为 20 m × 20 m ,内设 15 m × 15 m 中心区域 ,以便破坏性实验在中心区外围的缓冲区进行。2003 年 12 月进行了本底值调查 ,结果见表 1。

表 1 各处理样地的主要林分和立地特征本底值

Table 1 Background values of the stand and site characteristics in the nitrogen-loaded plots									
林分特征 Stand characteristics					立地特征 Site characteristics				
处理 Treatment	林龄 Age (a)	密度 Density (No. hm ⁻²)	平均胸径 Mean DBH (cm)	平均树高 Mean height (m)	平均坡度 Mean slope (°)	土壤容重 Soil bulk density (g cm ⁻³)	土壤全氮 Soil total nitrogen (g kg ⁻¹)	土壤有机质 Soil organic matter (g kg ⁻¹)	土壤 pH Soil pH
N0	12	1717	16.1	11.8	32.5	1.06	0.86	19.23	4.59
N1	12	1633	16.0	12.2	31.5	1.06	0.68	17.31	4.76
N2	12	1683	16.3	12.2	29.8	1.05	0.80	18.88	4.65
N3	12	1625	16.0	12.1	30.8	1.05	0.81	18.14	4.71

1.2 研究方法

1.2.1 模拟氮沉降方法

我国亚热带地区氮沉降分布存在很强的地域差异,福建省南部平均氮湿沉降量为 $53 \text{ kg N hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ [4],中西部地区降水氮输入量只有 $11.4 \sim 18.1 \text{ kg N hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ [5];广东省鼎湖山自然保护区 1989 ~ 1990 年度和 1998 ~ 1999 度的降水氮沉降分别为 $35.57 \text{ kg N hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 和 $38.14 \text{ kg N hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ [6,17],而在江西省大气沉降向林地输入的氮达到 $82.8 \text{ kg N hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ [8]。同时,我国氮沉降从总体上有不断上升的趋势。考虑到这种时空变化特征,设计较大梯度模拟氮沉降水平能更好地反映整个亚热带地区的氮沉降分布状况和增长趋势。因此,按氮施用量的高低,分 4 种处理,从高到低分别以 N0 (对照)、 N1 ($60 \text{ kg N hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$)、 N2 ($120 \text{ kg N hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$)、 N3 ($240 \text{ kg N hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$) 表示,每处理重复 3 次。2003 年 12 月建立样地后,于 2004 年 1 月开始进行模拟氮沉降处理,一直延续到 2006 年 12 月。在整个试验期间,每月月初以溶液的形式给样地喷洒。按照处理水平的要求,将每个样方每次所需要喷施的 $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ 溶解在 20 L 水中后,以背式喷雾器在林地人工来回均匀喷洒。对对照样方喷施同样量的水,以减少因外加的水而造成对森林生物地球化学循环的影响。

1.2.2 取样与处理

土壤 每样地挖取土壤剖面 3 个,分层(表层 0 ~ 20 cm,中层 20 ~ 40 cm,底层 40 ~ 60 cm)取土样带回实验室,风干研磨过 0.149 mm 土壤筛后装入密封的玻璃瓶,待实验分析。第 1 次取样时间 2003 年 12 月(模拟氮沉降前),第 2 次取样时间 2004 年 9 月(模拟氮沉降试验初期),第 3 次取样时间 2005 年 9 月。

针叶 根据各样地活立木每木检尺的结果,计算各样地活立木的平均胸径和树高,采用平均标准木法,每样地选择 3 株不同径级的标准木。从 2004 年开始,一直到实验结束,每年 9 月都在选定的标准木上采集当年生的新叶带回实验室,在 80°C 恒温条件下烘干至恒重、粉碎、过筛,供化学分析。

1.2.3 树高、胸径的测定

于 2003 年 12 月和 2006 年 12 月对所有 12 块样地进行每木检尺,得出每株林木的胸径和树高。根据国家林业局颁布的二元求积式 $V = 0.000058777 \times D_{1.3}^{1.9699831} \times H^{0.89646157}$ 测算材积。

1.2.4 养分含量的测定

测定土壤 pH 时先用 $1 \text{ mol L}^{-1} \text{ KCl}$ 溶液浸提(水土比为 2.5:1),后用 S-3C 型 pH 数字型酸度计测定;铵态氮、硝态氮的分析分别用 2N KCl 浸提-蒸馏定氮法和酚二磺酸比色法测定;土壤速效 P 用氟化铵-盐酸浸提,钼锑抗比色法测定;针叶 P 经硫酸-高氯酸混合液消煮后用钼锑抗比色法测定;土壤速效 K 和交换性 Ca、Mg 及针叶 K、Ca、Mg 用原子吸收光谱法测定;针叶 N 含量由 PerkinElmer-2400II 型元素分析仪测定。

1.2.5 数据分析

利用 DPS 软件进行统计分析,然后以 LSD 多重检验法检验不同处理间的差异显著性。

2 结果与分析

2.1 氮沉降对林木生长的影响

2.1.1 对胸径年生长量和树高年生长量的影响

经过 3 a 的 N 处理,胸径生长量随氮沉降水平的增加呈上升趋势。低氮处理 (N1) 没有对胸径生长产生影响,中氮处理 (N2) 和高氮处理 (N3) 则明显促进了杉木胸径的生长,其生长量分别比 N0 处理高出 16.36% 和 40% (图 1),并且 N3 处理与 N0 、 N1 处理差异达到显著水平 ($P < 0.05$)。

由图 1 可知,经 N1 、 N2 、 N3 处理,树高年生长量比 N0 处理高 22.64%、20.75% 和 1.06%。氮沉降表现为促进树高生长的作用。但和氮沉对胸径生长的影响有所不同的是,随着氮沉降水平的增加,其促进树高生长的影响有减弱趋势。在统计上,各处理差异没有达到显著水平。

对样地中所有林木按径阶划分后发现,不同径阶林木生长对氮沉降增加的响应有所不同(图 2)。由图 2 可以看出,经 N0 、 N3 处理,表现为径阶越大,杉木胸径增长量越高。除 N2 处理对 8cm 径阶杉木胸径生长和 N1 处理对 12cm 和 24cm 径阶杉木胸径生长有一定的抑制作用外,不同径阶胸径生长对外加 N 处理的响应格

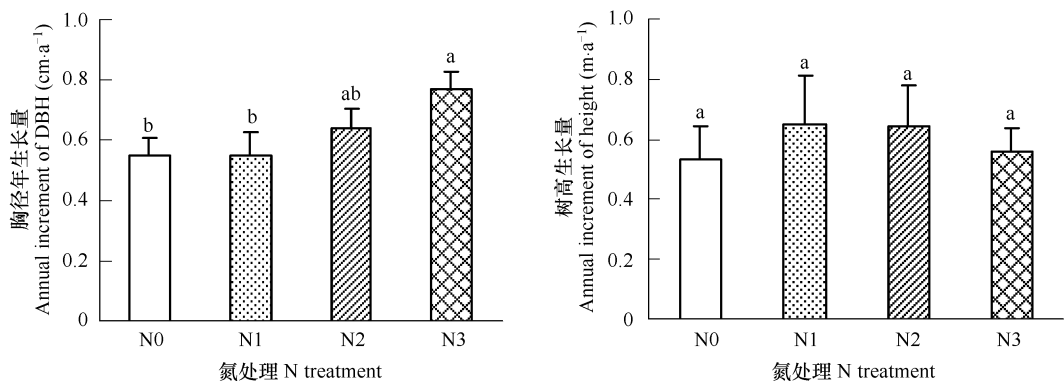


图1 胸径和树高增长对氮沉降增加的响应

Fig.1 The response of annual increment of DBH and height of the trees to N additions

图中字母如不相同,表明各处理差异显著 ($P < 0.05$, LSD 法) Values with the various letter are significantly different according to LSD 's multiple range test ($P < 0.05$)

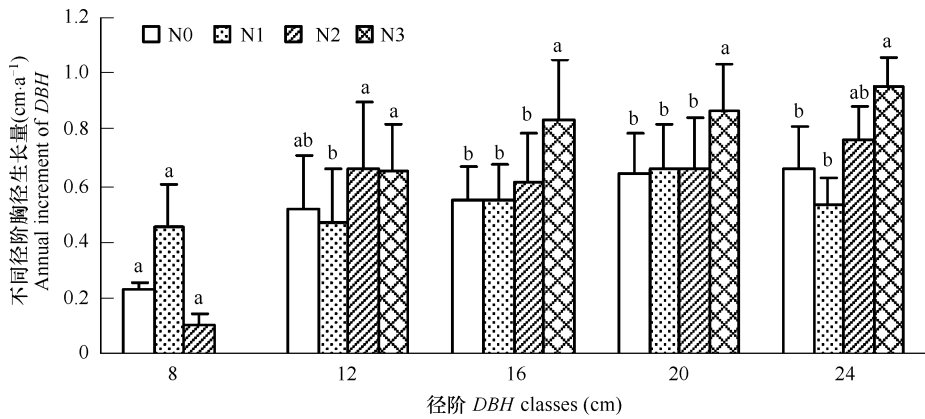


图2 不同径阶杉木胸径生长对氮沉降增加的响应

Fig.2 Annual increment of DBH of the trees with different DBH classes in response to N additions

局与胸径平均生长量对外加 N 处理的响应格局相似。

与平均树高对氮沉降增加响应格局有所不同的是,N1、N2 和 N3 处理明显表现出对 24cm 径阶杉木树高生长的抑制作用(图 3),树高生长量分别比 N0 处理低 58.02%、6.17% 和 19.75%,N2、N3 处理与 N0 的差异达到显著水平 ($P < 0.05$)。对样地所有林木而言,平均单株树高生长量的大小顺序表现为:N1 > N2 > N3 > N0。而在 12cm 径阶里,N2 处理对促进树高生长作用最明显,其次是 N3 处理,其余径阶树高生长和平均生长量相似。

2.1.2 氮沉降对林分材积和蓄积量增长的影响

由图 4 可知,各处理单株材积年平均增长量大小顺序为,N3 > N2 > N1 > N0。说明氮沉降对林木材积的生长有一定的促进作用。但各处理差异没有达到显著水平。

N0、N1、N2、N3 处理杉木年平均蓄积增长量分别为 28.82、28.96、32.63、33.68 $\text{m}^3 \text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$ (图 4)。经 N1、N2 和 N3 处理,年平均蓄积增长量比 N0 处理高 0.49%、13.22% 和 16.86%,氮沉降表现出提高林分蓄积量的作用。但在统计上,各处理差异没有达到显著水平。

2.2 氮沉降对土壤养分的影响

2.2.1 土壤铵态氮、硝态氮的变化

土壤铵态氮和硝态氮是有效氮主要存在形式,也是植物从土壤中吸收氮素的主要形态。图 5、图 6 表明,

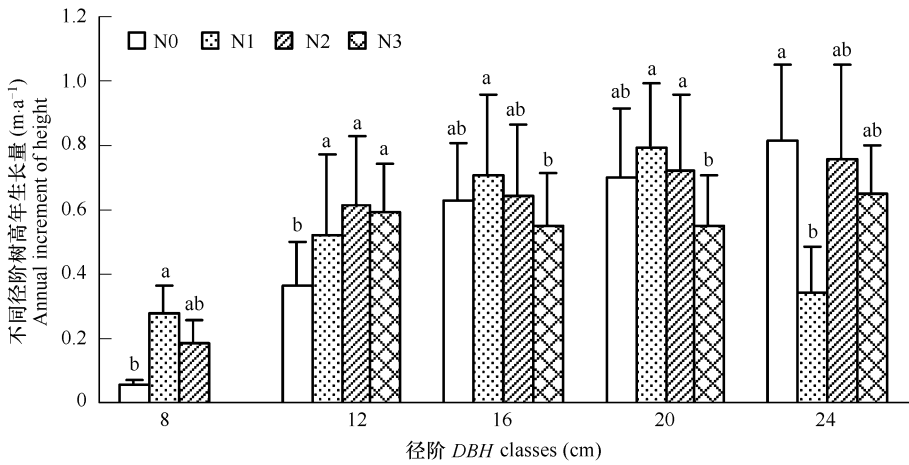


图3 不同径阶杉木树高生长对氮沉降增加的响应

Fig.3 Annual increment of height of the trees with different DBH classes in response to N additions

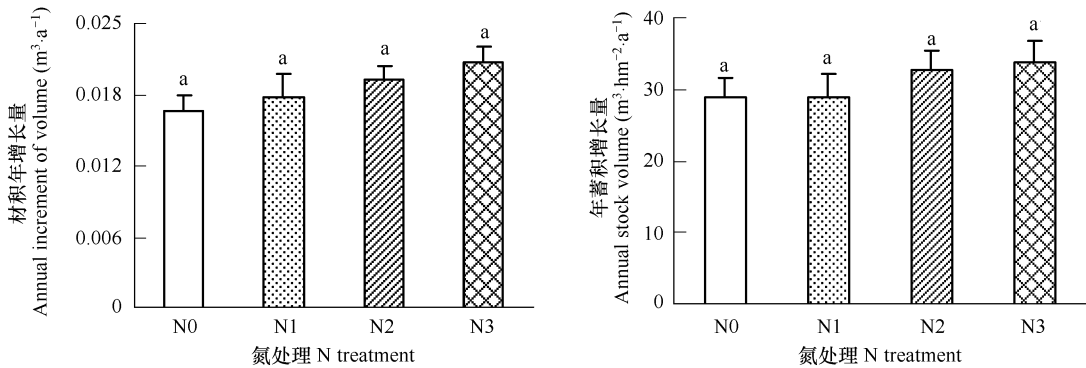


图4 氮沉降对材积和蓄积量的影响

Fig.4 Impacts of nitrogen deposition on individual tree volume and stand stock

各土层土壤铵态氮和硝态氮含量从高到低的顺序为 0 ~ 20 cm > 20 ~ 40 cm > 40 ~ 60 cm ,都随土层的加深而降低,且 0 ~ 20 cm 土壤铵态氮和硝态氮含量与 20 ~ 40 cm 和 40 ~ 60 cm 土壤之间差异显著 ($P < 0.001$)。

进一步分析可以看出,各处理土壤铵态氮和硝态氮含量大小顺序为 :N3 > N2 > N1 > N0。与对照相比 0 ~ 20 cm 土层,经 N3、N2、N1 处理 0 ~ 20 cm 土层的铵态氮含量分别增长了 37.49%、24.51% 和 16.49% ,并且和对照差异达到显著水平 ($P < 0.05$) 20 ~ 40 cm 分别增长了 26.91%、16.07% 和 6.88% ;40 ~ 60 cm 分别增长了 15.11%、9.33% 和 3.97%。0 ~ 20 cm 土层的土壤硝态氮含量分别增长了 39.89%、31.80% 和 13.87% 20 ~ 40 cm 分别增长了 35.42%、27.11% 和 12.79% ;40 ~ 60 cm 分别增长了 34.41%、18.84% 和 5.81%。

从氮沉降对土壤有效氮 (铵态氮 + 硝态氮) 的综合影响来看,表层土壤对氮沉降增加响应最为敏感。在整个氮沉降实验过程中,与对照相比,各处理均使有效氮含量呈上升趋势。说明氮沉降水平越高,其增长程度越大。经过 3 a 模拟氮沉降试验,N1、N2 和 N3 处理后有效氮的含量与试验开始前差异均达到显著水平 ($P < 0.05$)。而且土壤的硝态氮含量的增长率比土壤铵态氮的增长率要高,这说明氮沉降对土壤有效氮的影响存在累积性效应,同时也使杉木人工林对土壤有效氮的利用率增加。

2.2.2 对土壤 pH 的影响

在试验开始前,各样地 pH 值非常接近,在作加氮处理后,pH 值发生了不同程度的下降。最大变化出现在 N3 水平处理 0 ~ 20 cm 土壤层 pH 比对照低 11.35% 20 ~ 40 cm 和 40 ~ 60 cm 分别比对照低 9.43%、

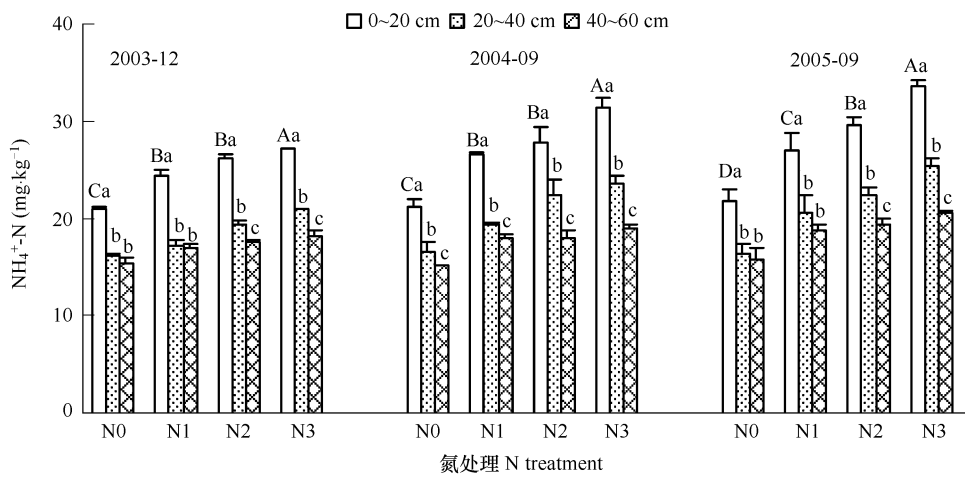


图 5 氮沉降增加对土壤铵态氮的影响

Fig. 5 Effects of increased nitrogen deposition on soil $\text{NH}_4^+\text{-N}$

图中同年同处理小写字母如不相同 表明各层土壤之间差异显著 ($P < 0.05$,LSD 法) Values with the various small letter in different horizons of same treatment in same year are significantly different according to LSD 's multiple range test ($P < 0.05$)

图中同年同采样深度大写字母如不相同 表明各处理之间差异显著 ($P < 0.05$,LSD 法) Values with the various capital letter of same depth in same year are significantly different according to Duncan 's multiple range test ($P < 0.05$)

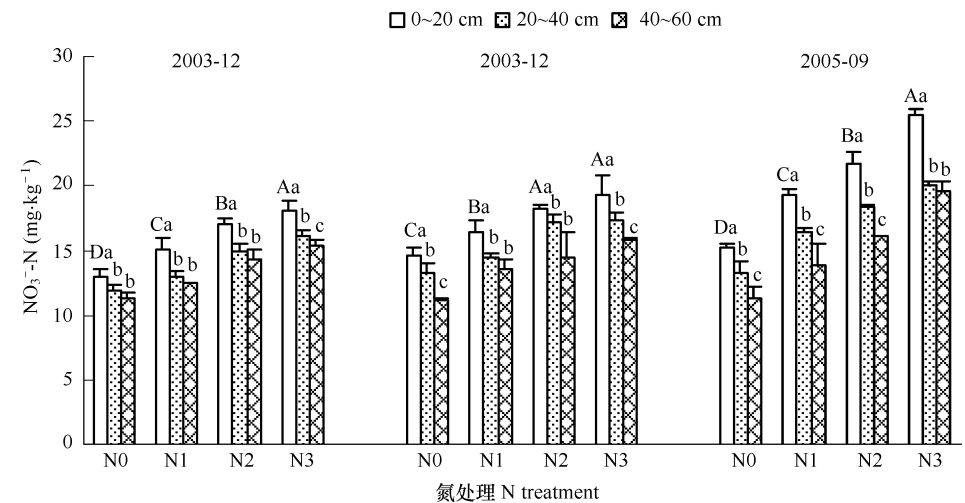


图 6 不同氮沉降水平下土壤硝态氮的变化

Fig. 6 Changes of the soil $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in the different levels of nitrogen deposition

8.03% ;N2 处理下的 3 个土壤层分别比对照低 8.32%、4.98% 和 5.40% ;N1 处理为 5.09%、4.84% 和 5.40% ,因此 0~20 cm 土层较 20~40 cm 和 40~60 cm 土层敏感 ,上层土壤比下层土壤越容易引起酸化。pH 值的下降程度与氮沉降量呈正相关 ,氮沉降时间越长 ,土壤 pH 值下降程度越大 ,土壤酸化也就越明显。

2.2.3 对土壤有机质含量的影响

由图 7 可知 ,同层土壤中有机质含量因不同氮沉降水平而异。不同处理土壤有机质含量从高到低的顺序为 :N0 > N1 > N2 > N3。总体而言 ,土壤的有机质含量在整个试验过程中都呈下降趋势 ,而且随氮水平的增加 ,土壤有机质的含量的下降幅度也越大。2003、2004 年 0~20 cm 土壤有机质含量 N3、N2 处理与 N1、N0 处理之间差异显著 20~40 cm N3 处理与 N2、N1、N0 处理之间差异显著 ;40~60 cm 土壤有机质含量 N3、N2 水平与 N1、N0 水平之间差异显著 ($P < 0.01$)。2005 年 0~20 cm 土壤有机质含量 N3、N2 处理与 N1、N0 处理之

间差异显著 ($P < 0.01$) , 40 ~ 60 cm 土壤有机质含量 N3、N2 水平与 N1、N0 水平之间差异显著 ($P < 0.01$)。

表 2 不同水平氮沉降下的土壤 pH 值动态
Table 2 Dynamics of pH values in the soils treated with nitrogen loadings

时间 Time	处理 Treatments	pH		
		0 ~ 20cm	20 ~ 40cm	40 ~ 60cm
2003	N0	4.66 ± 0.23a * A **	4.75 ± 0.31aA	4.83 ± 0.25aA
	N1	4.63 ± 0.19aA	4.76 ± 0.24aA	4.87 ± 0.16aA
	N2	4.65 ± 0.15aA	4.72 ± 0.12aA	4.82 ± 0.11aA
	N3	4.64 ± 0.21aA	4.76 ± 0.22aA	4.81 ± 0.21aA
2004	N0	4.67 ± 0.18aA	4.78 ± 0.19aA	4.82 ± 0.23aA
	N1	4.61 ± 0.22abA	4.75 ± 0.24abA	4.81 ± 0.16aA
	N2	4.60 ± 0.23bcA	4.70 ± 0.15bcA	4.72 ± 0.12aB
	N3	4.53 ± 0.17cB	4.63 ± 0.21cB	4.70 ± 0.11aB
2005	N0	4.69 ± 0.18aA	4.79 ± 0.14aA	4.81 ± 0.24aA
	N1	4.45 ± 0.16bB	4.56 ± 0.22bB	4.55 ± 0.22bB
	N2	4.30 ± 0.21cB	4.55 ± 0.19bB	4.55 ± 0.16bC
	N3	4.15 ± 0.19dC	4.34 ± 0.11cC	4.43 ± 0.14cC

数据表示平均值 ± 标准偏差 ; * 表中同一列中 , 小写字母若不同 , 表明在同年不同处理同层土壤 pH 值差异显著 ($P < 0.05$) ; * * 表中同一列中 , 不同年同层同处理间大写字母若不同 , 表明差异显著 ($P < 0.05$) Results were shown with mean value ± S. D. ; * Values with the various lowercase letters in each column of the same soil horizon in different treatments in same year are significantly different according to LSD's multiple range test ($P < 0.05$) ; * * Values with the various capital letters in each column of the same soil horizon in same treatments in different year are significantly different according to LSD's multiple range test ($P < 0.05$)

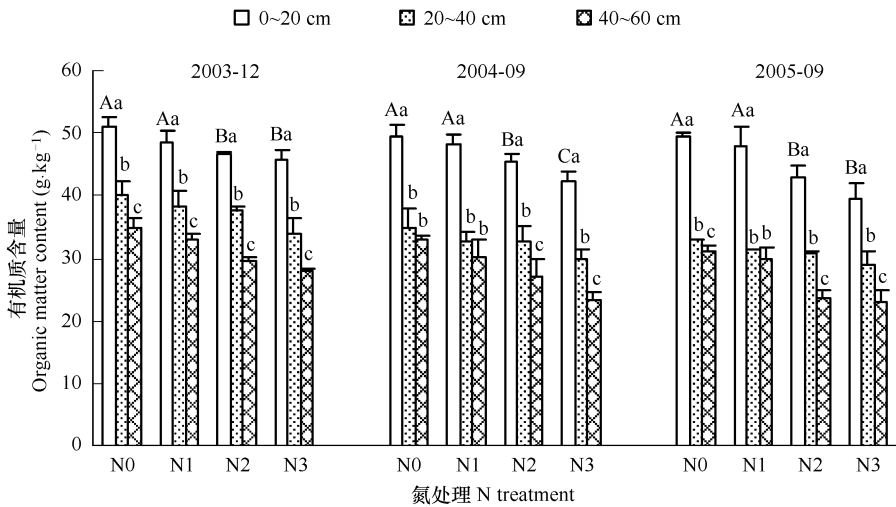


图 7 氮沉降对土壤有机质含量的影响

Fig. 7 Impacts of increased nitrogen deposition on soil organic matter concentration

2.2.4 土壤速效 P、K 的变化

图 8 表明 , 各层土壤速效磷含量从高到低的顺序为 0 ~ 20 cm > 20 ~ 40 cm > 40 ~ 60 cm , 随着土层的加深 , 土壤速效磷含量呈明显下降的趋势。方差分析结果显示 , 同年同处理中 0 ~ 20 cm、20 ~ 40 cm、40 ~ 60 cm 土壤速效磷含量之间达极显著差异 ($P < 0.001$)。

经过不同氮沉降水平处理 , 土壤速效磷含量从高到低的顺序为 : N0 > N1 > N2 > N3。以 0 ~ 20 cm 土层为例 , 随着处理时间的延长 , N3 处理使土壤速效磷含量下降幅度最大 (下降 12.66%) , N2 和 N1 处理分别下降 5.65% 和 3.07% , N0 处理下降幅度最小 (下降 2.58%)。N1、N2 和 N3 处理土壤速效磷含量和 N0 差异达到

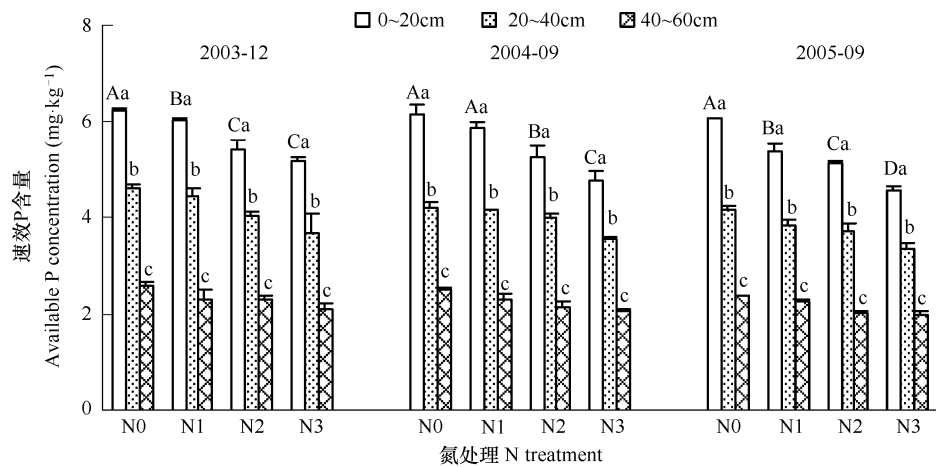


图 8 不同氮沉降水平下土壤速效磷的变化

Fig. 8 Changes of soil available phosphorus under different nitrogen treatments

显著水平 ($P < 0.05$)。

由图 9 可知,各层土壤速效钾含量从高到低的顺序为 0~20 cm > 20~40 cm > 40~60 cm,随着土层的加深,土壤速效钾含量呈明显下降的趋势。统计结果显示,同年同处理不同土层速效钾含量差异达极显著水平 ($P < 0.001$)。

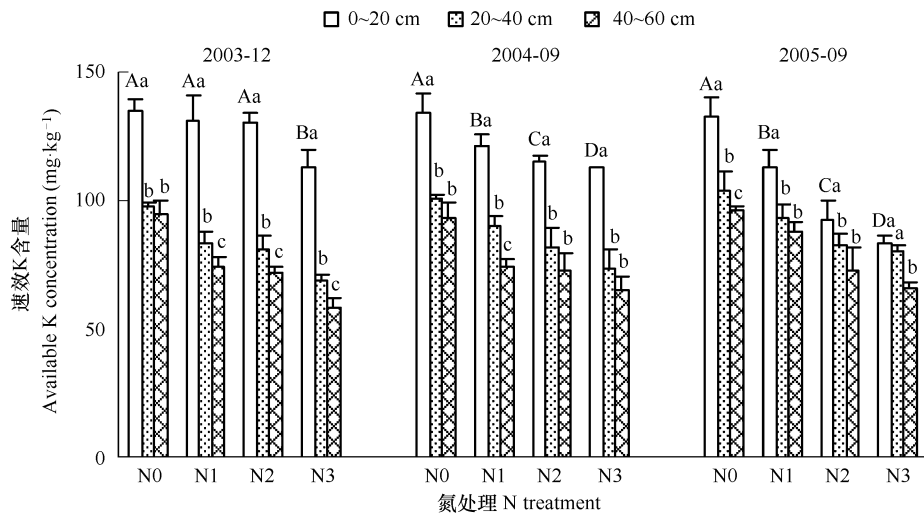


图 9 不同氮沉降水平下土壤速效钾的变化

Fig. 9 Changes of the available potassium in different levels of nitrogen

不同氮沉降水平土壤速效钾含量从高到低的顺序为 :N0 > N1 > N2 > N3。各处理 0~20 cm 土壤速效钾含量从高到低的顺序为 2003 年 > 2004 年 > 2005 年 (图 9)。在试验期间,N0 处理土壤速效 K 含量变化不大,但经 N1、N2 和 N3 处理后,土壤速效 K 含量分别下降 13.67%、29.32% 和 26.35%,并且与 N0 处理差异达到显著水平 ($P < 0.05$),说明氮沉降加速了土壤速效 K 的淋失。而 20~40 cm 和 40~60 cm 土壤速效钾含量呈现相反的趋势,这可能是从土壤淋溶的 K^+ 随降水向下层土壤迁移所致。

2.2.5 土壤交换性 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 含量

各层土壤交换性 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 含量从高到低的顺序为 0~20 cm > 20~40 cm > 40~60 cm,随着土层的加深,土壤交换性 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 含量呈明显下降的趋势。方差分析表明,同年同处理中,0~20 cm、20~40 cm、40~60 cm 土壤交换性 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 含量之间达极显著差异 ($P < 0.001$)。

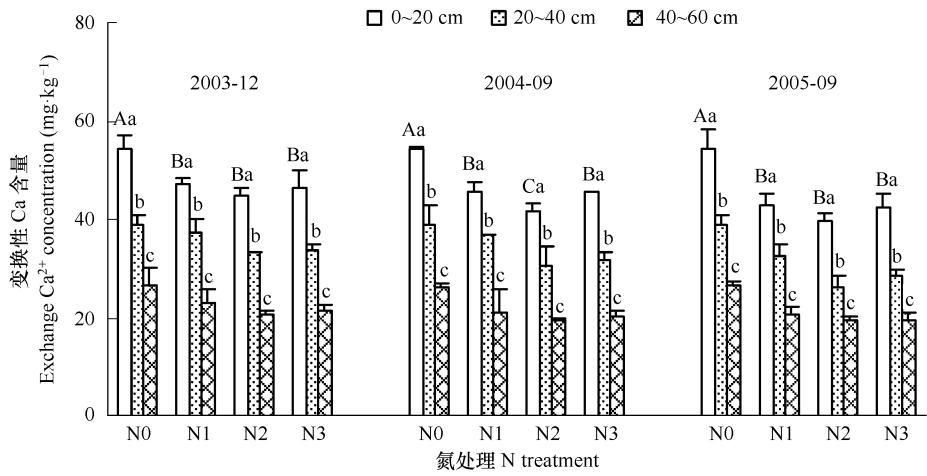


图 10 不同氮沉降水平下土壤交换性 Ca^{2+} 的动态变化
Fig. 10 Dynamics of soil exchangeable Ca^{2+} under the N treatments

由图 10 和图 11 可知,不同氮沉降水平土壤交换性 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 含量从高到低的顺序为 : $\text{N0} > \text{N1} > \text{N3} > \text{N2}$,说明各土层对 N2 水平氮沉降反应更为敏感。同氮沉降水平同层土壤交换性 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 含量随着时间的变化有下降的趋势。经 N2 处理,0 ~ 20 cm 土层 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 含量下降 11.01% 和 26.56%,经 N3 处理下降 9.13% 和 19.15%,经 N1 处理下降 9.09% 和 17.27%。 N1 、 N2 和 N3 处理土壤交换性 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 含量和 N0 处理差异达到显著水平 ($P < 0.05$)。

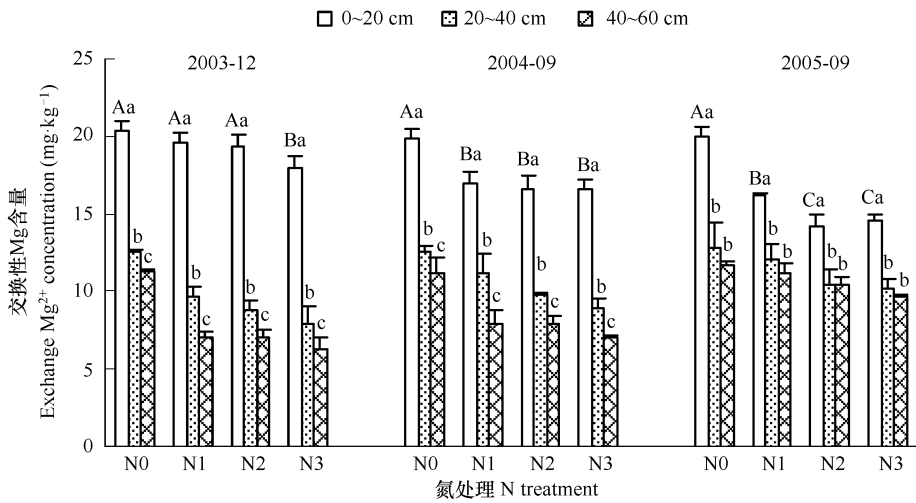


图 11 不同氮沉降水平下土壤交换性 Mg^{2+} 的动态变化
Fig. 11 Dynamics of soil exchangeable Mg^{2+} under N treatments

2.3 氮沉降对针叶养分含量的影响

从表 2 可以看出,模拟氮沉降 3a 时间里, N0 处理针叶 N 含量表现为先下降后上升。而 N1 、 N2 、 N3 处理针叶 N 含量表现为先增加后降低,但第 3 年的针叶 N 含量仍要高于开始的第 1 年。进一步分析可以看出,经过 3a 的模拟氮沉降试验,相对于 N0 处理,杉木针叶 N 含量的得到了一定程度的提高,经 N1 、 N2 、 N3 处理,平均 N 含量要比 N0 处理高 18.25%、11.68% 和 13.14%,针叶 N 素含量的 LSD 检验结果表明, N0 与 N1 、 N2 、 N3 处理差异达到极显著水平 ($P < 0.01$), N1 处理与 N2 、 N3 处理差异达到显著水平 ($P < 0.05$)。

表 3 不同年份和处理杉木针叶的养分含量

Table 3 Concentrations of nutrients in the current needles of Chinese fir						
年份 Year	处理 Treatments	N (%)	P (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)	Ca (g kg ⁻¹)	Mg (g kg ⁻¹)
2004	N0	1.41	1.29	11.40	2.66	2.35
	N1	1.53	1.12	7.56	2.79	2.40
	N2	1.44	1.08	8.76	2.56	2.10
	N3	1.45	1.26	6.38	2.44	2.27
2005	N0	1.32	1.28	9.35	3.04	2.11
	N1	1.83	1.17	9.30	2.67	2.07
	N2	1.73	1.27	9.46	2.84	1.87
	N3	1.66	1.22	8.59	2.72	1.98
2006	N0	1.39	1.53	11.39	2.70	3.35
	N1	1.49	1.23	9.82	2.63	2.74
	N2	1.43	1.29	10.22	2.48	2.51
	N3	1.54	1.45	10.08	3.16	2.89

试验期间 ,虽然各处理针叶 P 含量总体呈上升趋势 ,但经 N1、N2、N3 处理 ,针叶 P 的平均含量均小于 N0 处理 ,表现出一定抑制针叶 P 含量增加的作用。在统计上 ,各处理差异没有达到显著水平。

各氮处理针叶 K 元素年平均含量的大小顺序为 ,N0 > N2 > N1 > N3。Ca 元素年平均含量也以 N0 最高 ,其次是 N3 ,接下来是 N1、N2。Mg 元素年平均含量则随氮水平的增加呈下降趋势。总体而言 ,N1、N2、N3 处理表现出一定对 K、Ca、Mg 含量的抑制作用。统计结果表明 ,N0 与 N1、N3 处理 K 含量差异达到显著水平 ($P < 0.05$) ,但 Ca、Mg 含量差异不显著。

3 小结与讨论

经过 3 a 的 N 处理 ,胸径生长量随氮沉降水平的增加呈上升趋势。低氮处理 (N1)没有对胸径生长产生影响 ,中氮处理 (N2)和高氮处理 (N3)则明显促进了杉木胸径的生长 ,其生长量分别比 N0 处理高出 16.36% 和 40%。在鼎湖山的氮沉降试验也发现 ,50 kg N hm⁻² a⁻¹ 的 N 处理对马尾松林胸径生长没有产生影响 ,但中氮处理 (100 kg N hm⁻² a⁻¹)则使其增加 77.8%^[9]。该试验结果还表明 ,氮沉降对树木的生长没有明显的径阶差别。而本研究则发现 ,N2 处理对 8cm 径阶和 N1 处理对 12cm 和 24cm 径阶杉木胸径生长与总体的趋势有所不同。另外 ,12、24cm 径阶的树高生长与总体的趋势也有所差异。本研究得出 ,随着氮沉降水平的增加 ,其促进树高生长的作用有减弱趋势。这和李德军等^[20]人在研究南亚热带两种乔木幼苗所获得的结果基本一致。这些结论的差异和一致性说明氮沉降对树木生长存在一定的影响 ,但不同树种对氮沉降增加的响应机制可能有所不同。

N0、N1、N2、N3 处理杉木年平均蓄积增长量分别为 28.82、28.9、32.63 m³ hm⁻² 和 33.68 m³ hm⁻²。氮沉降表现出提高林分蓄积量的作用。Höglberg 等^[21]在瑞典北部森林进行了长达 30 多年的模拟氮沉降实验 ,他们发现 ,在前 7 a ,各 N 处理对促进林木生长作用明显 ,但随着时间的推移各水平 N 处理对林木生长的作用表现出一定差异。据统计 ,经 34、68 kg N hm⁻² a⁻¹ 的 N 处理 ,蓄积量分别比 N0 处理高出 100 m³ hm⁻² 和 50 m³ hm⁻² ,而 108 kg N hm⁻² a⁻¹ 则没有表现提高林木蓄积量的作用。在美国 Harvard 实验林的长期生态系统研究 (LTER)中 ,从 1988 年开始对两类森林 (针叶林和落叶阔叶林)开展了模拟氮沉降实验 ,经过 9 a 施氮处理 ,阔叶林高氮处理的样方林木生物量比对照增长了近 50% ,低氮处理的样方林木生物量也比对照有所增长。但在 9 a 后松林林木生物量随着氮输入量的增多而减少 ,高氮处理 (150 kg N hm⁻² a⁻¹)样方林木生物量与对照相比显著减少^[21]。有研究表明 ,即使是较低的氮水平也对林木生长产生不利影响^[22]。如美国东北云杉森林 ,连续进行 6 a 的施 N (6 ~ 31kg N hm⁻² a⁻¹)处理 ,前 3 a 林木生产力得到显著提高 ,但以后针叶林和阔叶林的生长力都明显下降。从这些结果我们可以推断 ,林木生长对氮沉降的响应随氮沉降处理持续的时间而异。

氮沉降明显增加了土壤中硝态氮和氨态氮的量 ,而且表现为氮沉降水平越高 ,其增长程度越大 ,这和方运

霍等^[23]研究结果比较一致。因为土壤氮素转换过程是基质限制过程,氮输入增加了土壤和凋落物层的矿质氮含量,缓冲了硝化菌、反硝化菌与植物吸收的竞争,增加了土壤的矿化硝化,从而进一步增进了土壤氮的有效性^[24~26]。本研究发现,土壤的硝态氮含量的增长率比土壤铵态氮的增长率要高。这主要是由于铵态氮比硝态氮更易固持所致^[27]。一些模拟氮沉降的实验表明,土壤中 NO_3^- 的淋溶随着氮沉降的增加而增加,而氮素的淋溶损失具有强烈的酸化作用^[6,28];在从本实验的研究结果来看,pH值的下降程度与氮沉降量呈正相关,氮沉降时间越长,土壤pH值下降程度也越大,正与上述结论相符。

土壤的有机质含量在整个氮沉降过程中都呈下降趋势。土壤中的有机质很大一部分来自凋落物的分解,而土壤中的微生物是森林凋落物的主要分解者^[29],任何有利于微生物活动的行为与过程都将促进凋落物的分解。氮沉降在一定程度上满足微生物对N素的需求,从而对凋落物分解有一定的促进作用。但有研究发现,氮输入生态系统的量有一临界值,超出该临界值便会对植物和微生物的生长产生不利影响^[25]。许多研究也证实了适度的氮沉降对凋落物分解有促进作用,但高氮沉降也会对凋落物分解产生不利影响^[30,31]。Saiya-Corka等^[32]通过对参与有机物分解的10种胞外酶活性的研究发现,氮沉降加速了凋落物的分解,但抑制了土壤有机物(SOM)的分解。

通过3a的研究发现,随着氮沉降水平的增加,土壤速效磷、土壤速效钾和土壤交换性钙、镁含量呈下降趋势。Nakaji等^[33]研究发现,过量的氮沉降造成土壤中多余的氮以 NO_3^- 的形式从土壤中淋失,引起 K^+ 、 Mg^{2+} 和 Ca^{2+} 作为 NO_3^- 的电荷平衡离子也从土壤中淋失。并且 Ca^{2+} 的淋失对土壤有酸化作用^[34]。孟范平^[35]认为酸沉降(NH_4^+ 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-})一方面能使固相磷酸盐分解,分解出的磷很容易被土壤中因酸雨而活化的 Al^{3+} 结合成低溶性化合物,而抑制磷酸盐的活性;另一方面酸化使土壤中的磷酸酶活性增强,提高了土壤速效磷的含量。因此,氮沉降作用下土壤中速效磷的转变规律和机理还有待进一步研究。与土壤对氮沉降的响应类似,林木针叶养分含量除对针叶N含量有一定促进作用。但对针叶中的P、K、Ca、Mg含量表现出一定的抑制作用。通过分析发现,针叶N含量经历了一个先增大后降低的过程。究其原因,在试验初期,氮沉降满足了杉木生长对N素的需求,杉木针叶N素吸收率也相对增加,当输入的N素达到杉木所需N素的临界点时,吸收量也会随之下降。有研究证实,当富营养的叶片生物量达到稳定时,N吸收量和增长率便会迅速下降(和本试验第3年情况类似),此时,即使增加氮的输入,也不能继续提高植被的N增长率^[36,37]。氮沉降也会引起土壤中铝离子和铵离子的溶出增加,铝离子的存在会抑制植物对P元素的吸收,而铵离子的存则会抑制植物对 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 的吸收^[33,38,39]。

综上所述,氮沉降是增加或减少植物生产力,取决于这些植物所处的森林生态系统的氮素饱和度。从进行不同时间的模拟氮沉降实验来看,它们有一个共同点,在实验的前几年氮沉降都在一定程度上增加了森林生态系统的生长力,但在实验后期不同程度上表现出对生产力的抑制作用。从本研究的结果来看,氮沉降增加了杉木人工林的生产力。这也许是由于N素是许多植物生长的重要限制因子之一,而本实验林地属杉木纯林,由于地力衰退和土壤肥力低等原因,氮沉降在一定时间里使土壤中的有效氮含量得到一定程度的提高,从而促进了林木的生长,根据温带森林所进行的氮沉降试验所得结果推断,当所加氮素超过杉木林自身所需氮素时,则有可能对林木生长产生不利影响,这一趋势在氮沉降对土壤和针叶养分的影响上有所体现。在鼎湖山的试验表明,土壤有效氮含量增加既可能增加森林生产力,也有可能增加有效氮从系统流失的潜力。由于目前大部分模拟氮沉降研究大多集中在温带森林,加上氮沉降对森林生态系统的影响还存在争议。因此,要想进一步了解亚热带人工林对氮沉降增加的响应规律,还需进行长期的定位监测。

References :

[1] Leith I D, Hicks W K, Fowler D, *et al.* Differential responses of UK upland plants to nitrogen deposition. *New Phytologist*, 1999, 141: 277-289.

[2] Nadelhoffer K J, Downs M R, Fry B. Sinks for N enriched additions to an oak forest and a red pine plantation. *Ecological Applications*, 1999, 9(1): 72-86.

[3] Vitousek P M , Howarth R W. Nitrogen limitation on land and in the sea. How can it occur? *Biogeochemistry* , 1991 , 13 : 87 — 115.

[4] Holland E A , Braswell B H , Lamarque J F , *et al.* Variations in the predicted spatial distribution of atmospheric nitrogen deposition and their impact on carbon uptake by terrestrial ecosystems. *Journal of Geophysical Research — Atmospheres* , 1997 , 102 : 15849 — 15866.

[5] Vejre H , Callesen I , Vesterdal L , *et al.* Carbon and nitrogen in Danish forest soils-Contents and distribution determined by soil order. *Soil Science Society of America Journal* , 2003 , 67 : 335 — 343.

[6] Nihlgård B. The ammonium hypothesis-an additional explanation to the forest die back in Europe. *Ambio* , 1985 , 14 : 2 — 8.

[7] Kjφnaas O J , Stuanes A O , Huse M. Effects of weekly nitrogen additions on N cycling in a coniferous forest catchment , Gardsjon , Swden. *Forest Ecology and Management* , 1998 , 101 (1/3) : 227 — 249.

[8] Bredemeier M , Blanck K , Xu Y J , *et al.* Input-output budget at the NITREX sites. *Forest Ecology and Management* , 1998 , 101 (1/3) : 57 — 64.

[9] Boxman P , Blanck K , Brandrud T E , *et al.* Vegetation and soil biota response to experimentally-changed nitrogen inputs in coniferous forest ecosystems of the NITREX project. *Forest Ecology and Management* , 1998 , 101 (1/3) : 65 — 79.

[10] Emmett B A , Reynolds B , Silgram M , *et al.* The consequences of chronic nitrogen additions on N cycling and soil water chemistry in a *Sitka spruce* stand , North Wales. *Forest Ecology and Management* , 1998 , 101 (1/3) : 165 — 175.

[11] Magill A H , Aber J D , Berntson G M , *et al.* Long-term nitrogen additions and nitrogen saturation in two temperate forests. *Ecosystems* , 2000 , 3 : 238 — 253.

[12] Li D J , Mo J M , Fang Y T , *et al.* Import of nitrogen deposition on forest plant. *Acta Ecologica Sinica* , 2003 , 23 (9) : 1891 — 1900.

[13] Fan H B , Huang Y Z. Ecophysiological Mechanism Underlying the Impacts of Nitrogen Saturation in Terrestrial Ecosystems on Plants. *Journal of Plant Physiology and Molecular Biology* , 2006 , 32 (4) : 395 — 402.

[14] Xiao J. Formation and damage of atmospheric wet deposition of nitrogen in Zhangzhou. *Energy & Environment* , 2005 , 2 : 59 — 61.

[15] Fan H B , Su B Q , Lin D X , *et al.* Biogeochemical cycle within ecosystem of Chinese fir plantations II : dynamics of nutrients returning to ecosystem. *Chinese Journal of Applied & Environmental Biology* , 6 (2) : 127 — 132.

[16] Huang Z L , Ding M M , Zhang Z P , *et al.* The hydrological processes and nitrogen dynamics in a monsoon evergreen broad-leaved forest of Dinghushan. *Acta Phytocologica Sinica* , 1994 , 18 : 194 — 199.

[17] Zhou G Y , Yan J H. The influence of regional atmospheric precipitation characteristics and its element inputs on the existence and development of Dinghushan forest ecosystems. *Acta Ecologica Sinica* , 2001 , 21 (12) : 2002 — 2012.

[18] Fan J L , Hu Z Y , Zhuang S Y , *et al.* Observation of atmospheric nitrogen deposition into forestland. *China Environmental Science* , 2007 , 27 (1) : 7 — 9.

[19] Fang Y T , Mo J M , Zhou G Y , *et al.* Response of diameter at Breast Height Increment to N additions in forests of Dinghushan biosphere reserve. *Journal of Tropical and Subtropical Botany* , 2005 , 13 (3) : 198 — 204.

[20] Li D J , Mo J M , Fang Y T , *et al.* Effects of simulated nitrogen deposition on biomass production and allocation in schima superba and cryptocarya concinna seedling in subtropical china. *Acta Phytocologica Sinica* , 2005 , 29 (4) : 543 — 549.

[21] Högberg P , Fan H B , Quist M , *et al.* Tree growth and soil acidification in response to 30 years of experimental nitrogen loading on boreal forest. *Global Change Biology* , 2006 , 12 : 489 — 499.

[22] McNulty S G , Aber J D , Newman S D. Nitrogen saturation in a high elevation New England spruce-fir stand. *Forest Ecology and Management* , 1996 , 84 : 109 — 121.

[23] Fang Y T , Mo J M , Zhou G Y , *et al.* The short-term responses of soil available nitrogen of Dinghushan forests to simulated N deposition in subtropical China. *Acta Ecologica Sinica* , 2004 , 24 (11) : 2353 — 2359.

[24] Fenn M A , Poth M A , Aber J D , *et al.* Nitrogen excess in North American ecosystems : Predisposing factors , ecosystem responses , and management strategies. *Ecological Applications* , 1998 , 8 : 706 — 733.

[25] Aber J D , McDowell W , Nadelhoffer K J , *et al.* Nitrogen saturation in Northern forest ecosystems. Hypotheses revisited. *Bioscience* , 1998 , 48 : 921 — 934.

[26] Fang Y T , Mo J M , Gundersen P , *et al.* Nitrogen transformations in forest soil and its responses to atmospheric nitrogen deposition. *Acta Ecologica Sinica* , 2004 , 24 (7) : 1523 — 1531.

[27] Gundersen P , Rasmussen L. Nitrification in forest soil : effects from nitrogen deposition on soil acidification and aluminium release. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* , 1990 , 113 : 1 — 45.

[28] Bergkvist B , Folkeson L. Soil acidification and element fluxes of a *Fagus sylvatica* forest as influenced by simulated nitrogen deposition. *Water , Air , and Soil Pollution* , 1992 , 65 : 111 — 133.

[29] Kwabiah A B , Voroney R P , Palm C A. Inorganic fertilizer enrichment of soil : effect on decomposition of plant litter under subhumid tropical conditions. *Biology and Fertility of Soils* , 1999 , 30 : 224 — 231.

[30] Mo J M , Brown S , Peng S L. Nitrogen availability in disturbed , rehabilitated and mature forests of tropical China. *Forest Ecology and Management* ,2003 ,175 (3) :573 — 583.

[31] Kuperman R G. Litter decomposition and nutrient dynamics in oak-hickory forests along a historic gradient of nitrogen and sulfur deposition. *Soil Biology and Biochemistry* ,1999 ,31 :237 — 244.

[32] Saiya-Corka K R ,Sinsabaugha R L ,Zak D R. The effects of long term nitrogen deposition on extracellular enzyme activity in an *Acer saccharum* forest soil. *Soil Biology & Biochemistry* ,2002 ,34 :1309 — 1315.

[33] Nakaji T ,Takenaga S ,Kuroha M , *et al.* Photosynthetic response of *Pinus densiflora* seedlings to high nitrogen load. *Environmental Sciences* , 2002 ,9 (4) :269 — 282.

[34] Foster N W , Hazlett P W ,Nicolson J A , *et al.* Ion leaching from a sugar maple forest in response to acidic deposition and nitrification. *Water Air Soil Pollut* ,1989 ,48 251 — 261.

[35] Meng F P , Li G F. The effect of acid rain on chemical activities of elements in soil. *Journal of Central South Forestry University* ,1998 ,18 (1) : 27 — 33.

[36] Xiao H L. Atmospheric nitrogen deposition and nitrogen dynamics of forest ecosystems. *Acta Ecologica Sinica* ,1996 ,16 (1) :90 — 99.

[37] Turner J. Nutrient cycling in an age sequence of western Washington Douglas-fir stand. *Annals of Botany* ,1981 ,48 :159 — 169.

[38] Li D J , Mo J M , Peng S L , *et al.* Effects of simulated nitrogen deposition on elemental concentrations of *Schima superba* and *cryptocarya concinna* seedling in subtropical China. *Acta Ecologica Sinica* ,2005 ,25 (9) :2166 — 2172.

[39] Schulze E D. Air pollution and forest decline in a spruce (*Picea abies*) forest. *Science* ,1989 ,244 :776 — 783.

参考文献

[12] 李德军 ,莫江明 ,方运霆 ,等. 氮沉降对森林植物的影响. *生态学报* 2003 23 (9) :1891 ~ 1900.

[13] 樊后保 ,黄玉梓. 陆地生态系统氮饱和和对植物影响的生理生态机制. *植物生理与分子生物学报* 2006 32 (4) 395 ~ 402.

[14] 肖健. 漳州市氮湿沉降量异常的形成及危害. *能源与环境* 2005 2 59 ~ 61.

[15] 樊后保 ,苏兵强 ,林德喜 ,等. 杉木人工林生态系统的生物地球化学循环 II :氮素沉降动态. *应用与环境生物学报* 2000 6 (2) :133 ~ 137.

[16] 黄忠良 ,丁明懋 ,张祝平 ,等. 鼎湖山季风常绿阔叶林的水文学过程及其氮素动态. *植物生态学报* ,1994 ,18 (2) :194 ~ 199.

[17] 周国逸 ,闫俊华. 鼎湖区域大气降水特征和物质元素输入对森林生态系统存在和发育的影响. *生态学报* 2001 21 (12) 2002 ~ 2012.

[18] 樊建凌 ,胡正义 ,庄舜尧 ,等. 林地大气氮沉降的观测研究. *中国环境科学* 2007 27 (1) :7 ~ 9.

[19] 方运霆 ,莫江明 ,周国逸 ,等. 鼎湖山主要森林类型植物胸径生长对氮沉降增加的初期响应. *热带亚热带植物学报* 2005 13 (3) :198 ~ 204.

[20] 李德军 ,莫江明 ,方运霆 ,等. 模拟氮沉降对南亚热带两种乔木幼苗生物量及分配的影响. *植物生态学报* 2005 29 (4) 543 ~ 549.

[23] 方运霆 ,莫江明 ,周国逸 ,等. 南亚热带森林土壤有效氮含量及其对模拟氮沉降增加的初期响应. *生态学报* 2004 24 (11) 2353 ~ 2359.

[35] 孟范平 ,李桂芳. 酸雨对土壤元素化学行为的影响. *中南林学院学报* ,1998 ,18 (1) 27 ~ 33.

[36] 肖辉林. 大气氮沉降与森林生态系统的氮动态. *生态学报* ,1996 ,16 (1) 90 ~ 99.

[38] 李德军 ,莫江明 ,彭少麟 ,等. 南亚热带森林两种优势树种幼苗的元素含量对模拟氮沉降增加的响应. *生态学报* 2005 25 (9) 2166 ~ 2172.